

# Metodologia de extração de microplásticos associados a sedimentos de ambientes de água doce

*Methodology for extraction of microplastics associated with sediments from freshwater environments*

Thatiane Pappis<sup>1</sup> , Simone Caterina Kapusta<sup>1\*</sup> , Telmo Ojeda<sup>1</sup> 

## RESUMO

O descarte inadequado de materiais plásticos, em razão de sua quantidade e características, tem ocasionado significativos impactos negativos aos ambientes aquáticos. Estudos sobre microplásticos, partículas de plástico menores do que 5 mm na sua dimensão maior, têm sido intensificados nos últimos anos. No entanto, ainda são incipientes os trabalhos com esse enfoque em sedimentos de água doce. Nesse sentido, o presente trabalho teve como objetivo testar a eficácia de diferentes metodologias de extração de microplásticos associados a sedimentos. Estudos experimentais foram desenvolvidos em laboratório, utilizando metodologias baseadas em diferença de densidade (adição de soluções saturadas de sacarose e de cloreto de sódio) e amostras de sedimentos secos. De uma maneira geral, o tratamento baseado na adição de solução saturada de sacarose apresentou maior eficiência de extração, quando comparado com os demais tratamentos. No tratamento no qual a amostra seca foi analisada, verificou-se maior dificuldade na separação e na identificação dos fragmentos plásticos, por estes apresentarem forma e/ou coloração similares às encontradas nas partículas do sedimento. Foi desenvolvida uma metodologia de baixo custo operacional, baixo impacto ambiental e de fácil aplicação, capaz de possibilitar o monitoramento de microplásticos presentes em sedimentos de água doce e, conseqüentemente, fornecer subsídios para tomadores de decisão, para a proposição de medidas de redução e controle da poluição por materiais plásticos.

**Palavras-chave:** microplásticos; sedimentos; ambiente de água doce; extração.

## ABSTRACT

Inadequate disposal of plastic materials, due to their quantity and characteristics, has caused significant negative impacts on aquatic environments. Studies on microplastics, plastic particles smaller than 5 mm in their largest dimension, have been intensified in recent years. However, studies with this approach in freshwater sediments are still incipient. In this sense, the present research aimed at testing the effectiveness of the extraction of microplastics associated with sediments from freshwater environments. Experimental studies were carried out in laboratory, using methodologies based on density difference (addition of saturated solutions of sucrose and sodium chloride) and dry sediment samples. Overall, the treatment based on addition of saturated solution of sucrose presented a higher extraction efficiency when compared with the other treatments. In the treatment in which the dry sample was analyzed, there was greater difficulty in separating and identifying the plastic fragments due to the similarity of shape and/or color between the fragments and the sediment particles. A methodology of low operational cost, low environmental impact, and easy application was developed, capable of enabling the monitoring of microplastics present in freshwater sediments, and consequently providing subsidies for decision makers for proposing measures to reduce and control the pollution by plastic materials.

**Keywords:** microplastics; sediment; freshwater environment; extraction.

## INTRODUÇÃO

Os materiais plásticos são um resíduo sólido majoritário, tanto nos materiais de varrição quanto nos materiais arrastados pela chuva até a rede de drenagem de uma cidade (NEVES; TUCCI, 2011). Esses materiais representam de 60 a 80% do total de resíduos encontrados em ambientes marinhos (Gregory; Ryan, 1997 *apud* DERRAIK, 2002) e estão amplamente distribuídos, sendo encontrados tanto em áreas costeiras urbanas quanto em ilhas remotas (MOORE, 2008;

IVAR DO SUL; COSTA, 2014), assim como na Península Antártica (LACERDA *et al.*, 2019), ocorrendo tanto na água de superfície quanto em sedimentos em linhas de costa (BARNES *et al.*, 2009).

Esses materiais são denominados de “macroplásticos” quando possuem mais de 5 mm de sua dimensão (FENDALL; SEWELL, 2009; ANDRADY, 2011) e de “microplásticos” quando não ultrapassam 5 mm (GAGO *et al.*, 2016). Essas partículas podem promover uma série de impactos negativos sobre os

<sup>1</sup>Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul - Campus Porto Alegre - Porto Alegre (RS), Brasil.

\*Autora correspondente: simone.kapusta@poa.ifrs.edu.br

Conflitos de interesse: os autores declaram não haver conflito de interesses.

Financiamento: nenhum.

Recebido: 17/04/2020 - Aceito: 21/08/2020 - Reg. ABES: 20200143

ambientes, entre eles a mortalidade de diversos animais marinhos, em razão do emaranhamento e da ingestão de macroplásticos (ALLSOPP *et al.*, 2006). Ainda, deve-se considerar os impactos negativos dos materiais plásticos em setores econômicos, tais como o turismo, uma vez que os serviços ecossistêmicos culturais, tais como a contemplação e a recreação, podem ser afetados. Da mesma forma, além da mortalidade direta, os macroplásticos têm o potencial de transferir substâncias tóxicas para as cadeias tróficas (TEUTEN *et al.*, 2009). Em relação aos microplásticos, os principais riscos envolvem a sua capacidade de persistência e dispersão no ambiente marinho, a grande afinidade por poluentes orgânicos persistentes (POPs), a ingestão pela biota e a transferência para a teia trófica (SILVA, 2016).

Os microplásticos são originados principalmente pela degradação de macroplásticos (VAN CAUWENBERGHE *et al.*, 2015). Esse processo de fragmentação é influenciado pela exposição à luz ultravioleta, pelas mudanças de temperatura, pela ação das ondas, pela abrasão física (THOMPSON *et al.*, 2004; BROWNE; GALLOWAY; THOMPSON, 2007; PEREIRA; OLIVEIRA; TURRA, 2011), pelas propriedades hidrolíticas da água, pelas propriedades oxidantes do ambiente e pela atividade microbiana (BROWNE; GALLOWAY; THOMPSON, 2007; MOORE, 2008; WILCOX; VAN SEBILLE; HARDESTY, 2015). Tais fatores induzem a quebra das ligações químicas do plástico, fazendo com que as partículas se tornem cada vez menores, formando, assim, polímeros de massa molecular baixa (BARNES *et al.*, 2009; IVAR DO SUL *et al.*, 2011).

Como os microplásticos estão presentes na composição de diversos produtos, por exemplo, fibras sintéticas e produtos cosméticos, essas partículas também podem ser introduzidas nos corpos hídricos por meio do lançamento de efluentes, mesmo após o tratamento deles (HORTON *et al.*, 2017).

O comportamento das partículas, que podem ser encontradas em diversos formatos (SUNDT; SCHULZE; SYVERSEN, 2014), depende de sua fonte, suas propriedades, sua composição e do caminho percorrido, e os mecanismos de transportes ainda não são bem conhecidos (GONZÁLEZ *et al.*, 2016).

A maioria dos estudos tem abordado os microplásticos em ambientes marinhos (HORTON *et al.*, 2017), presentes na superfície da água — a presença dessas partículas já foi constatada na Ásia (CASTILLO; AL-MASLAMANI; OBBARD, 2016), nos Estados Unidos (SUTTON *et al.*, 2016), no México (WESSEL *et al.*, 2016), no Canadá (ANDERSON; PARK; PALACE, 2016), no Chile (HIDALGO-RUZ; THIEL, 2013), no Brasil (Castro; Silva; Araújo, 2018), entre outros locais.

A presença de microplásticos em sedimentos tem sido detectada em linhas de costa e fundo de sistemas aquáticos marinhos (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012; WAGNER *et al.*, 2014). Os primeiros relatos de microplásticos associados aos sedimentos datam dos anos 1970, em praias da Nova Zelândia, do Canadá, das Bermudas e do Líbano (Gregory, 1977, 1978, 1983; Shiber, 1979 *apud* IVAR DO SUL; COSTA, 2014). No Brasil, de acordo com o levantamento efetuado por Castro, Silva e Araújo (2018), microplásticos em sedimento foram avaliados no estado da Bahia (FERNANDINO *et al.*, 2015), do Paraná (MOREIRA *et al.*, 2016b), de Pernambuco (IVAR DO SUL; SPENGLER; COSTA, 2009; COSTA *et al.*, 2010), do Rio de Janeiro (CARVALHO; BAPTISTA NETO, 2016) e de São Paulo (TURRA *et al.*, 2014; SILVA, 2016; MOREIRA *et al.*, 2016a; FISNER *et al.*, 2017).

Os estudos sobre microplásticos em ambientes de água doce intensificaram-se na última década, mas ainda são menos numerosos do que aqueles em ambientes marinhos (BARNES *et al.*, 2009; EERKES-MEDRANO; THOMPSON; ALDRIDGE, 2015; HORTON *et al.*, 2017; li; liu; chen, 2018; LI; BUSQUETS;

CAMPOS, 2020; YAO *et al.*, 2020), incluindo os estudos com as partículas em sedimentos (CORCORAN, 2015; GONZÁLEZ *et al.*, 2016; LI; BUSQUETS; CAMPOS, 2020; MENG; KELLY; WRIGHT, 2020). Até o momento, segundo o conhecimento dos autores do presente trabalho, não foram publicados estudos sobre a existência de microplásticos em sedimentos de água doce no Brasil.

Uma vez que os rios funcionam como caminhos coletores de resíduos, transportando-os em direção ao mar, ou dispersando-os na bacia hidrográfica (GONZÁLEZ *et al.*, 2016), os sedimentos de rios e lagos podem ser considerados como sumidouros para microplásticos (WAGNER *et al.*, 2014), e por essa razão, é importante a realização de mais estudos nesses ambientes.

Para que os estudos possam ser comparados, um aspecto importante é a padronização da metodologia. No entanto, existe uma grande variedade de procedimentos de amostragem e de extração de microplásticos de sedimentos (BESLEY *et al.*, 2017; MILLER; KROON; MOTTI, 2017). Em levantamento efetuado por Hidalgo-Ruz *et al.* (2012), os autores verificaram que as principais etapas em laboratório para a extração de microplásticos de sedimentos envolvem a separação por densidade, a filtração e o peneiramento. E que, muitas vezes, ocorre a combinação desses métodos, com posterior triagem visual das amostras. Uma cuidadosa triagem visual possui significativa importância para separar os plásticos de outros materiais possivelmente existentes no sedimento, tais como detritos orgânicos (fragmentos de plantas e animais), partículas de minerais, vidros, detritos metálicos, entre outros. A triagem pode ser realizada a olho nu ou por meio de estereomicroscópio ou microscópio (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012).

No método de flotação por densidade, é utilizada uma solução saturada que favoreça a flotação dos microplásticos, que são menos densos que os sedimentos. A separação é otimizada por meio da agitação por determinado tempo (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012; VAN CAUWENBERGHE *et al.*, 2015). Posteriormente, o sobrenadante é passado por uma peneira para a concentração do material a ser avaliado visualmente, ou ainda por um conjunto de peneiras (VIANELLO *et al.*, 2013) com diferentes aberturas de malha, visando à separação das partículas em diferentes tamanhos.

As soluções concentradas de cloreto de sódio (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012; VAN CAUWENBERGHE *et al.*, 2015; MILLER; KROON; MOTTI, 2017; MAI *et al.*, 2018) e iodeto de sódio (MILLER; KROON; MOTTI, 2017) são as mais amplamente utilizadas. Outras soluções utilizadas são as de politungstato de sódio — PTS (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012), cloreto de zinco (VAN CAUWENBERGHE *et al.*, 2015; MILLER; KROON; MOTTI, 2017; MAI *et al.*, 2018), metatungstato de lítio, óleo de canola (MILLER; KROON; MOTTI, 2017), entre outras. Na revisão efetuada por Miller, Kroon e Motti (2017), os autores apresentam vantagens e desvantagens das substâncias utilizadas.

O presente trabalho teve por objetivo pesquisar na literatura e adaptar em laboratório uma metodologia simples e de baixo custo, que possa auxiliar a ampliar a avaliação e o monitoramento de poluentes plásticos presentes nos sedimentos de ambientes de água doce, o que pode gerar subsídios para futuras ações de fiscalização e tomada de decisão por partes de órgãos públicos.

## METODOLOGIA

A estratégia escolhida para a execução do experimento foi a de utilizar um sedimento natural sem a presença de microplásticos, misturá-lo com partículas de microplásticos e procurar recuperar essas partículas com ou sem a utilização

de uma solução de densidade intermediária entre as densidades dos plásticos e das partículas minerais.

O sedimento utilizado foi coletado na margem leste da extremidade sul da Ilha do Pavão (30°00'54.55" S; 51°13'14.62" W), no Lago Guaíba, no município de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. Antes dos ensaios, o sedimento foi seco em estufa a 60°C até peso constante. Nesse experimento, o sedimento natural utilizado foi composto majoritariamente da fração areia, com partículas maiores.

Foram testados os seguintes tipos de materiais plásticos: sacola plástica (polietileno de alta densidade — PEAD), sacola plástica degradada foto-oxidativamente (polietileno de alta densidade com aditivo de cobalto para acelerar a degradação oxidativa — oxibio-PEAD), garrafa PET (poli[tereftalato de etileno] — PET), fio de náilon (poliamida 6.6 — PA6.6), fita de embalagem e canudo (polipropileno — PP1 e PP2, respectivamente). Esses plásticos foram selecionados por serem comumente utilizados pela população e frequentemente registrados em ambientes aquáticos, com exceção do oxibio-PEAD, que é um plástico biodegradável.

Antes de serem misturadas com o sedimento, as amostras de plástico foram cortadas em fragmentos com dimensão entre 0,25 e 5 mm, com exceção da amostra de oxibio-PEAD, que já estava fragmentada (informações adicionais sobre esse material podem ser obtidas em OJEDA *et al.*, 2009). Os fragmentos de microplásticos utilizados no experimento podem ser visualizados na Figura 1. A quantidade de cada microplástico adicionada ao experimento foi proposta considerando a quantidade média de materiais plásticos encontrados em ambiente natural, de acordo com Klein, Worch e Knepper (2015).

O experimento foi desenvolvido contemplando o controle (C) e três tratamentos (tratamento 1 — T1, tratamento 2 — T2 e tratamento 3 — T3), cada qual composto de cinco réplicas. No C e no T1, a amostra de sedimento foi processada seca e analisada integralmente. No T2 e no T3, para auxiliar na separação dos fragmentos plásticos dos sedimentos, foram testadas duas soluções saturadas *ecofriendly*, por não necessitarem de descarte especial e serem de baixo custo: sacarose em água (67,9% m/m — T2) e cloreto de sódio em água (26,3% m/m — T3). Com densidade intermediária entre as densidades das partículas



PET: poli[tereftalato de etileno] (garrafa PET); oxibio-PEAD: polietileno de alta densidade com aditivo de cobalto para acelerar a degradação oxidativa (sacola plástica degradada foto-oxidativamente); PP2: polipropileno (canudo); PP1: polipropileno (fita de embalagem); PEAD: polietileno de alta densidade (sacola plástica); PA6.6: poliamida 6.6 (fio de náilon). Fonte: elaborada pelos autores.

**Figura 1** - Detalhe dos microplásticos utilizados no experimento.

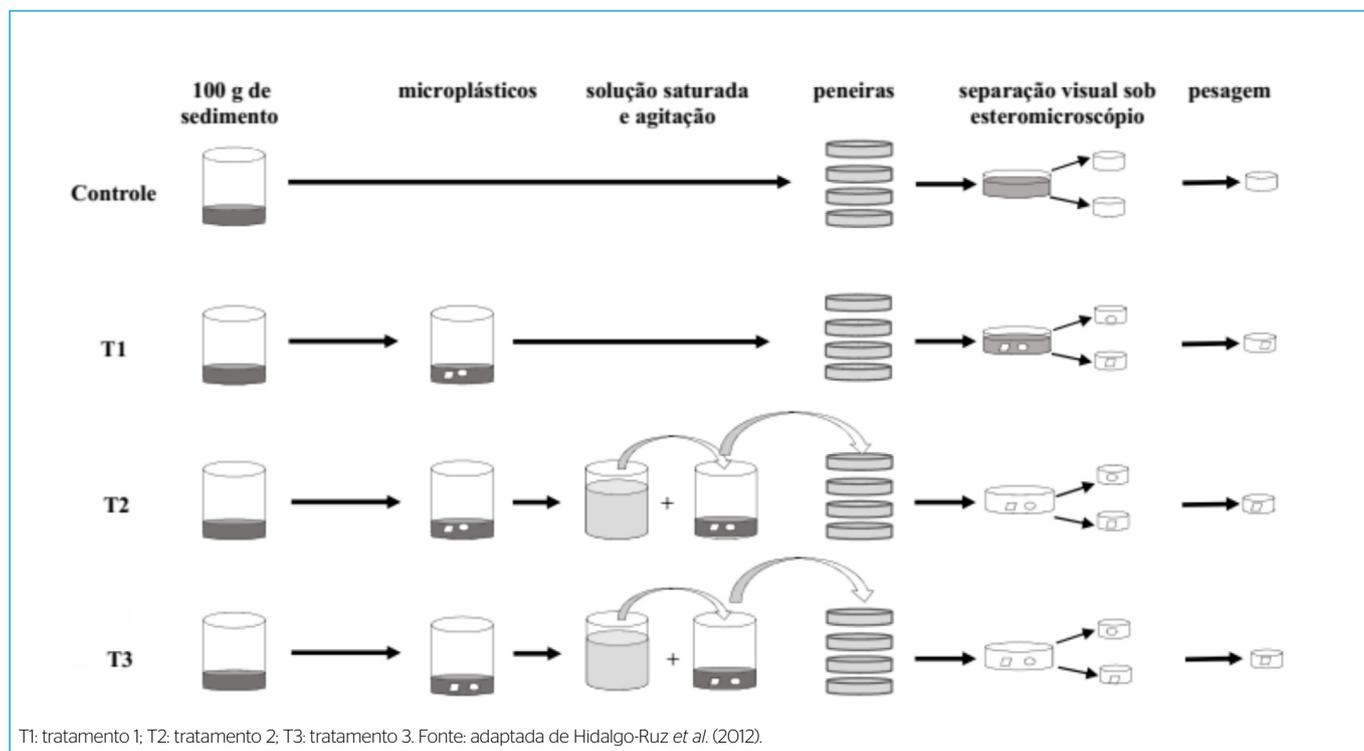
de sedimentos e as das partículas da maioria dos plásticos, as soluções promovem a flotação ou, ao menos, a suspensão temporária dos fragmentos plásticos, facilitando a sua separação do sedimento (THOMPSON *et al.*, 2004).

A seguir, são descritos os procedimentos do C, do T1, do T2 e do T3:

- Controle: o sedimento foi homogeneizado com o auxílio de um bastão de vidro e seco em estufa a 60°C até peso constante. Nas malhas de 2,36; 0,85; 0,50 e 0,25 mm de abertura, foram peneirados 100 g do sedimento seco. A separação da amostra em diferentes intervalos de granulometria foi feita para facilitar a identificação e a retirada de partículas de microplásticos entre as partículas de sedimento. Foram empregadas aberturas de malhas comumente utilizadas para análises granulométricas de sedimento. No caso do C, as eventuais partículas encontradas já estariam presentes no sedimento do lago, já que não houve adição de plástico. Em seguida, o sedimento retido nas peneiras foi analisado sob estereomicroscópio, com o auxílio de uma pinça fina e de uma agulha.
- T1: 100 g de sedimento natural, seco a 60°C, e 0,0080 g de fragmentos de cada um dos seis tipos de plástico foram colocados em um béquer de 600 mL, adicionando-se 1 mL de água destilada e deionizada para umidificar a amostra. O plástico e o sedimento foram misturados por 2 min, com o auxílio de um bastão de vidro. A amostra foi seca em estufa a 60°C até peso constante e peneirada com as malhas descritas anteriormente. Em seguida, o sedimento retido em cada peneira foi analisado sob estereomicroscópio e as partículas de plástico foram separadas com o auxílio de uma pinça fina e de uma agulha. As partículas de plástico coletadas nas quatro peneiras foram reunidas em placas de Petri, conforme o tipo de plástico, e pesadas em uma balança com precisão de 0,1 mg.
- T2 e T3: 100 g de sedimento natural, seco a 60°C, e 0,0080 g de fragmentos de cada um dos seis tipos de plástico foram inseridos em um béquer de 600 mL, adicionando-se 1 mL de água destilada e deionizada para umidificar a amostra. O plástico e o sedimento foram misturados por 2 min, com o auxílio de um bastão de vidro. Em seguida, foram adicionados 250 mL da solução saturada de sacarose (T2) ou de cloreto de sódio (T3) no béquer. Após a adição da solução saturada, as amostras foram agitadas manualmente e o sobrenadante foi passado pelas peneiras citadas anteriormente. O procedimento de verter o sobrenadante sobre as peneiras foi realizado em aproximadamente 2 a 4 min, após a agitação, permitindo a deposição do sedimento no béquer, mas não das partículas de materiais plásticos e sedimentos mais finos. A solução saturada foi retida em um recipiente e novamente adicionada à amostra para a obtenção do sobrenadante. Esse procedimento foi realizado dez vezes para cada réplica dos tratamentos T2 e T3. Em seguida, o conjunto de peneiras foi lavado em água corrente, e os materiais retidos em cada peneira foram analisados sob estereomicroscópio, sendo as partículas de plástico separadas com o auxílio de uma pinça fina e de uma agulha. As partículas de plástico coletadas nas quatro peneiras foram reunidas em placas de Petri, por tipo de plástico, e pesadas secas em uma balança com precisão de 0,1 mg. O esquema do *design* do experimento encontra-se na Figura 2.

A taxa de recuperação das partículas de plástico foi calculada por meio da Equação 1:

$$\text{Taxa de recuperação (\%)} = \left( \frac{\text{peso médio final de microplástico recuperado}}{\text{peso inicial de microplástico adicionado}} \right) \times 100 \quad (1)$$



**Figura 2** - Esquema do *design* experimental.

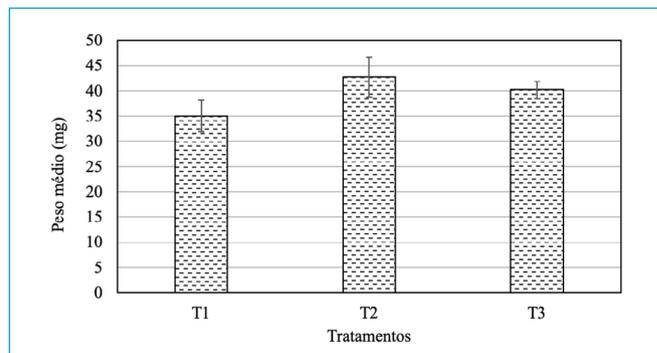
Os resultados foram comparados por meio de análises de variância (ANOVA), com 5% de significância. Quando a ANOVA foi significativa, utilizou-se o teste de Tukey, de comparação de médias, *a posteriori*, para identificar as diferenças, considerando-se um nível de significância de 5%. Previamente, a homogeneidade das variâncias foi verificada com o Teste de Kolmogorov-Smirnov, com 5% de significância.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

A observação das amostras do C valida a utilização do sedimento natural empregado, já que não foram encontradas partículas de microplástico nelas. Por esse motivo, o C não foi incluído nos gráficos.

Considerando-se a taxa média total de recuperação de microplásticos, verificou-se que o T1 (amostra total seca) apresentou taxa de recuperação de 70%, isto é, 70% da massa de materiais plásticos previamente introduzidos nas amostras foram recuperados por extração, enquanto para o T2 (amostra com solução de sacarose), a taxa de recuperação foi de 85%, e para o T3 (amostra com solução de cloreto de sódio), de 80%.

Verificou-se, por meio da ANOVA, que o peso médio total de materiais plásticos extraídos entre tratamentos (Figura 3) foi significativamente menor no T1 do que no T2 ( $p = 0,006$ ). O menor peso médio de fragmentos extraídos no T1 provavelmente ocorreu em razão da dificuldade, durante a triagem, em separar e identificar esses fragmentos das partículas de sedimento, porque as frações plásticas podem apresentar forma e cor parecidas com as partículas de sedimento, podendo, assim, não ser reconhecidas. Destaca-se também que, no T1, como a amostra é analisada integralmente, o tempo de processamento é maior, quando comparado com o T2 e o T3. Os tratamentos T1 e T3, e T2 e T3 não apresentaram diferença significativa quando se considerou o peso médio total de materiais plásticos extraídos ( $p > 0,05$ ). Apesar de o T2 utilizar um líquido de densidade mais alta ( $1,329 \text{ g.cm}^{-3}$  a  $25^\circ\text{C}$ ) do que o T3 ( $1,202 \text{ g.cm}^{-3}$  a  $25^\circ\text{C}$ ), o peso médio total de extração foi similar,



T1: tratamento 1; T2: tratamento 2; T3: tratamento 3. Fonte: elaborada pelos autores.

**Figura 3** - Peso médio total (mg) e desvio padrão de microplásticos recuperados nos tratamentos 1, 2 e 3.

provavelmente em razão do tipo de polímeros utilizados, o que pode ser visualizado quando a análise considera os tipos de microplásticos separadamente (Figura 4).

Considerando-se o peso médio de cada material plástico recuperado em cada tratamento (Figura 4), verificou-se que, no T1, os pesos médios de PEAD, PET, PP1 e PP2 foram similares entre si ( $p > 0,05$ ) e significativamente superiores ( $p < 0,05$ ) aos encontrados para a PA6.6 e o oxibio-PEAD. Além disso, as quantidades recuperadas de oxibio-PEAD foram as mais baixas, com menos de 50% das quantidades adicionadas.

No T2, verificou-se que o peso médio de oxibio-PEAD foi significativamente menor do que o peso médio dos demais materiais plásticos ( $p < 0,05$ ). Entre esses, não foi verificada diferença significativa ( $p > 0,05$ ).

No T3, identificou-se que os pesos médios de PEAD, PET, PP1 e PP2 extraídos do sedimento foram similares ( $p > 0,05$ ). Os pesos médios de PEAD, PET e PP1 foram significativamente mais elevados do que os obtidos para a PA6.6 e o oxibio-PEAD ( $p < 0,05$ ). Os pesos médios de PA6.6 e PP2 foram similares ( $p > 0,05$ ) e mais elevados do que o peso de oxibio-PEAD ( $p < 0,05$ ).

Polietileno, polipropileno, poliestireno e poli(tereftalato de etileno) — PET são os principais constituintes dos microplásticos em ambientes de água doce, representando cerca de 72% do total (LI; BUSQUETS; CAMPOS, 2020), sendo importante a utilização de uma solução saturada que seja eficiente para contemplar esses diferentes tipos de materiais plásticos.

Quando a ANOVA foi realizada considerando cada tipo de plástico, verificou-se que, para os materiais plásticos PEAD, PET e PP2, a eficiência dos tratamentos foi similar, uma vez que não foi verificada diferença significativa do peso médio de plástico obtido nos tratamentos T1, T2 e T3 ( $p > 0,05$ ). Uma maior variabilidade nos resultados de PET e PA6.6 no T2 pode ser decorrente de: densidade e tensão superficial mais elevadas desses polímeros, e, portanto, maior dificuldade de flotação, como observado no caso de PA6.6; existência de grupos polares (éster e amida, respectivamente) com maior afinidade química pelos grupos de átomos presentes na superfície dos sedimentos (de quartzo, caulinita, feldspato, óxido de ferro etc.), e que provocam aderência entre plástico e sedimento.

Para o plástico PA6.6, verificou-se que o peso médio encontrado foi significativamente menor no T1, quando comparado com o T2 ( $p = 0,042$ ). Observou-se, ainda, por meio da ANOVA, que o peso médio do T1 foi similar ao do T3, e que o do T2 foi similar ao do T3. A menor eficiência detectada em T1 pode ser atribuída às características desse plástico, o qual possui transparência e tamanho similares às partículas de sedimento, demonstrando pouco contraste. Da mesma forma, a sua coloração e o seu formato (arredondado) podem se confundir com as características aparentes das partículas do sedimento, fatores que prejudicam a identificação e a separação do material plástico.

De acordo com Hidalgo-Ruz *et al.* (2012) e Hanke *et al.* (2013), os materiais plásticos podem ser classificados em tipo, formato e cor. Em relação ao tipo, podem ser subdivididos em fragmentos, pellets, filamentos, filmes plásticos, plásticos espumados, grânulos e isopor. Quanto ao formato, para pellets, podem ser cilíndricos, discos, planos, ovais ou esféricos; para fragmentos: arredondados, subarredondados, angulares e subangulares; e no geral, podem ter bordas irregulares, alongadas, degradadas, ásperas e quebradas. Já em relação à coloração, possuem subclassificações, em que podem apresentar cor branca, creme branco-clara, vermelha, laranja, azul, preta, cinza, marrom, verde, rosa, bronzeada, amarela e pigmentada, e ainda

serem transparentes, opacos ou cristalinos. Tendo em vista tais características possíveis, os materiais plásticos tendem a apresentar algum grau de semelhança com o sedimento, o que pode ocasionar essa dificuldade em identificá-los.

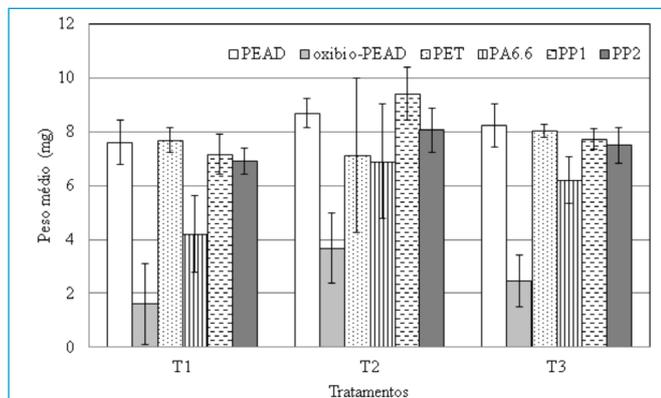
Para PP1, verificou-se que o peso médio de partículas extraídas no T2 foi significativamente maior do que o encontrado para os tratamentos T1 e T3 ( $p = 0,01$ ). Os pesos médios em T1 e T3 foram similares ( $p > 0,05$ ).

Para o plástico oxibio-PEAD, verificou-se que o peso médio de partículas extraídas pelo T1 foi significativamente menor do que o peso médio do T2 ( $p = 0,033$ ). De forma semelhante à do plástico PA6.6, verificou-se também que, para o oxibio-PEAD, o peso médio do T1 foi similar ao do T3, e que o do T2 foi similar ao do T3.

A taxa de recuperação (eficiência de extração) de microplásticos por tratamento, de maneira geral, foi superior a 85% em todos os tratamentos, com exceção dos resultados encontrados para PA6.6 e oxibio-PEAD (Tabela 1). Portanto, a baixa densidade dos microplásticos foi a propriedade-chave para a sua separação do sedimento (LI *et al.*, 2018). Contudo, a elevada tensão superficial da água pode explicar a flotação de pequenas partículas de sedimentos, que precisam ser separadas manualmente dos microplásticos (STOLTE *et al.*, 2015). Valores superiores a 100% podem ser explicados pela coleta acidental de partículas não constituídas de plástico, incluídas aqui partículas de minerais e de matéria orgânica. No caso de amostras de plástico coletadas na natureza, pode haver significativa presença de matéria orgânica (resíduos biogênicos e biofilmes), que frequentemente tem baixa densidade e pode ser de difícil distinção dos microplásticos. Nesse caso, a remoção de matéria orgânica pode ser efetuada antes da separação e da pesagem dos microplásticos, por exemplo, por meio da oxidação com uma solução de  $H_2O_2$  a 30% m/m (NUELLE *et al.*, 2014).

Conforme experimento desenvolvido por Quinn, Murphy e Ewins (2017), os autores observaram uma tendência geral de aumento de recuperação de microplásticos com o aumento da densidade da solução. Para o experimento, os autores testaram a recuperação com água e soluções aquosas de NaCl, NaBr, NaI e  $ZnBr_2$ , e as três últimas soluções apresentam densidade mais elevada do que a utilizada pelo presente trabalho. Os autores referidos encontraram menores taxas de recuperação utilizando NaCl: 85 – 95% (plásticos separadamente) e < 90% (mistura de microplásticos). Encontraram também maior variabilidade (maiores barras de erro) para microplásticos de 200 a 400  $\mu m$ , quando comparados com as demais soluções aquosas salinas avaliadas.

Para o oxibio-PEAD, os métodos testados não se mostraram adequados, em razão, provavelmente, das características desse material, que é constituído



Fonte: elaborada pelos autores. PEAD: polietileno de alta densidade (sacola plástica); oxibio-PEAD: polietileno de alta densidade com aditivo de cobalto para acelerar a degradação oxidativa (sacola plástica degradada foto-oxidativamente); PET: poli(tereftalato de etileno) (garrafa PET); PA6.6: poliamida 6.6 (fio de náilon); PP1: polipropileno (fita de embalagem); PP2: polipropileno (canudo); T1: tratamento 1; T2: tratamento 2; T3: tratamento 3.

**Figura 4** – Peso médio (mg) e desvio padrão de microplásticos recuperados em cada tratamento, por tipo de plástico.

**Tabela 1** – Taxa de recuperação (%) de microplásticos, por tratamento analisado.

Tipo de plástico	Densidade (g.cm <sup>-3</sup> )	Taxa de recuperação (%)		
		T1	T2	T3
PEAD	0,94 - 0,95	96,0	107,0	103,0
Oxibio-PEAD	variável	17,0	46,0	31,0
PET	1,38 - 1,39	97,0	89,0	100,0
PA6.6	1,14	53,0	86,0	79,0
PP1	0,85 a 0,94	90,0	110,0	96,0
PP2	0,85 a 0,94	86,0	98,0	94,0

T1: tratamento 1 (amostra total seca); T2: tratamento 2 (solução de sacarose); T3: tratamento 3 (solução de cloreto de sódio); PEAD: polietileno de alta densidade (sacola plástica); oxibio-PEAD: polietileno de alta densidade com aditivo de cobalto para acelerar a degradação oxidativa (sacola plástica degradada foto-oxidativamente); PET: poli(tereftalato de etileno) (garrafa PET); PA6.6: poliamida 6.6 (fio de náilon); PP1: polipropileno (fita de embalagem); PP2: polipropileno (canudo).

de moléculas muito menores do que o normal e fortemente oxigenadas, o que o torna hidrofílico (parcialmente solúvel em água). Além disso, as propriedades mecânicas desse material plástico degradado são muito fracas, em razão do pequeno tamanho de suas moléculas, fragmentando-se facilmente em partículas muito pequenas para serem recuperadas nas peneiras. A fragmentação já ocorre durante o manuseio dele (OJEDA *et al.*, 2009).

De acordo com Hidalgo-Ruz *et al.* (2012), a densidade de partículas plásticas pode variar de acordo com o tipo de polímero e o processo de fabricação. Os autores indicam os valores de alguns materiais plásticos específicos, à temperatura de 25°C, como o do polipropileno (PP1 e PP2), que é de 0,85 a 0,94 g.cm<sup>-3</sup>, ao passo que a do polietileno pode variar de 0,92 a 0,97 g.cm<sup>-3</sup>. A densidade do polietileno de baixa densidade é de 0,92 g.cm<sup>-3</sup>, enquanto a do polietileno de alta densidade é de 0,94 – 0,95 g.cm<sup>-3</sup>. A PA6.6 tem densidade de 1,14 g.cm<sup>-3</sup>, enquanto o PET tem densidade de 1,38 – 1,39 g.cm<sup>-3</sup>. A densidade típica para areia e outros sedimentos é de 2,65 g.cm<sup>-3</sup> (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012).

Fazendo-se uma comparação das densidades da solução saturada de cloreto de sódio (1,202 g.cm<sup>-3</sup> a 25°C) e de sacarose (1,329 g.cm<sup>-3</sup> a 25°C) com as densidades de cada plástico utilizado no experimento, é possível encontrar especificidades para melhor eficiência, considerando o princípio da diferença de densidade. Quase todos os materiais plásticos possuem densidade mais baixa do que a das soluções saturadas, estando a da PA6.6 muito próxima à da solução de cloreto de sódio. O PET apresenta densidade mais alta do que as soluções. Nesse caso, deve ser levado em consideração que a elevada tensão superficial das soluções saturadas, bem como a agitação realizada nas amostras de T2 e T3, contribuíram com as elevadas eficiências, chegando a 100% em T3. Além disso, a diferença significativa entre a tensão superficial da água (72 mN/m) e as tensões superficiais de PA6.6 (47 mN/m) e PET (44 mN/m) origina uma força adicional à de empuxo para a flotação daqueles microplásticos (STOLTE *et al.*, 2015).

De acordo com a Tabela 1, PA6.6, com densidade de 1,14 g.cm<sup>-3</sup>, apresentou T2 como tratamento de maior eficiência, com 86%. Comparando-se a densidade da solução saturada de cloreto de sódio com a da solução saturada de sacarose, pode-se interpretar a eficiência dessa última (T2) pela maior diferença entre sua densidade e a do plástico em questão, o que ocasiona maior eficácia na flotação dele.

## CONCLUSÕES

Após pesquisa bibliográfica e trabalho de laboratório, foi desenvolvida uma metodologia de baixo custo operacional, baixo impacto ambiental e fácil aplicação, o que pode favorecer o aumento do número de pesquisas sobre microplásticos presentes em sedimentos de água doce e, consequentemente, fornecer

subsídios para tomadores de decisão, visando à proposição de medidas de redução e controle da poluição por materiais plásticos.

De maneira geral, verificou-se maior eficiência do tratamento com solução aquosa saturada de sacarose, especialmente quando comparado com o tratamento de amostra seca (i.e., sem emprego de líquido para flotação). O emprego de soluções saturadas de sacarose ou de cloreto de sódio, com densidades relativamente baixas, é possível, porque a tensão superficial da água e a agitação das amostras contribuem para a flotação das pequenas partículas dos microplásticos, que podem, assim, ser separadas. No tratamento em que a amostra seca é triada, destaca-se a dificuldade na identificação dos fragmentos plásticos, em razão da forma ou da coloração, similar à do sedimento, bem como o maior tempo de processamento de amostra sob estereomicroscópio.

Considerando-se os materiais plásticos utilizados no presente trabalho, constatou-se que para PEAD, PET e PP2, a eficiência dos tratamentos foi similar. No entanto, para PA6.6 e oxibio-PEAD, a eficiência do tratamento com sacarose foi superior, quando comparada com a do tratamento de amostra seca. Para PP1, o tratamento com sacarose foi mais eficiente quando comparado com a amostra seca e com o tratamento com cloreto de sódio. Como nas amostras ambientais, pretende-se identificar e quantificar uma gama significativa de diferentes materiais plásticos; sugere-se, assim, que a extração seja efetuada com a utilização de solução saturada com sacarose.

Para o oxibio-PEAD, os métodos não se mostraram adequados, e o percentual de recuperação desse microplástico não chegou a 50% nos três tratamentos. Esse resultado deve-se às características do próprio plástico, que se fragmenta facilmente, apresenta alta densidade e alta tensão superficial, impossibilitando a triagem adequada.

As técnicas efetuadas no presente trabalho mostraram-se eficientes para microplásticos retirados em peneira com abertura de 0,25 mm ou maior. Para fragmentos menores do que esse tamanho, não foi possível encontrar uma eficácia efetiva, sendo necessária a utilização de outras técnicas mais apropriadas.

Para todos os tratamentos, com destaque especial para o tratamento que considera a triagem do material seco, deve-se levar em consideração a eficiência do operador quanto à capacidade visual de triagem dos materiais, a qual poderia influenciar no resultado final de pesagem das partículas.

## CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES

Kapusta, S.C.: Conceituação, Análise Formal, Metodologia, Administração do Projeto, Supervisão, Escrita — Primeira Redação, Escrita — Revisão e Edição. Pappis, T.: Investigação, Validação, Escrita — Primeira Redação, Escrita — Revisão e Edição. Ojeda, T.: Conceituação, Análise Formal, Recursos, Visualização, Escrita — Primeira Redação, Escrita — Revisão e Edição.

## REFERÊNCIAS

Allsopp, M.; Walters, A.; Santillo, D.; Johnston, P. Plastic debris in the world's oceans. Amsterdã: Greenpeace International, 2006. 44 p. disponível em: [http://www.greenpeace.to/greenpeace/wp-content/uploads/2011/05/plastic\\_ocean\\_report.pdf](http://www.greenpeace.to/greenpeace/wp-content/uploads/2011/05/plastic_ocean_report.pdf). Acesso em: 1º abr. 2020.

ANDERSON, J.C.; PARK, B.J.; PALACE, V.P. Microplastics in aquatic environments: Implications for Canadian ecosystems. *Environmental Pollution*, v. 218, p. 269-280, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.074>

- ANDRADY, A.L. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, v. 62, n. 8, p. 1596-1605, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- BARNES, D.K.A.; GALGANI, F.; THOMPSON, R.C.; BARLAZ, M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, v. 364, n. 1526, p. 1985-1998, 2009. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Besley, A.; Vijver, M.G.; Behrens, P.; Bosker, T. A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. *Marine Pollution Bulletin*, v. 114, n. 1, p. 77-83, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.055>
- BROWNE, M.A.; GALLOWAY, T.; THOMPSON, R. Microplastic - an emerging contaminant of potential concern. *Integrated Environmental Assessment and Management*, v. 3, n. 4, p. 559-561, 2007. <https://doi.org/10.1002/ieam.5630030412>
- Carvalho, D.G.; Baptista Neto, J.A. Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, southeast Brazil. *Ocean & Coastal Management*, v. 128, p. 10-17, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.04.009>
- CASTILLO, A.B.; AL-MASLAMANI, I.; OBBARD, J.P. Prevalence of microplastics in the marine waters of Qatar. *Marine Pollution Bulletin*, v. 111, n. 1-2, p. 260-267, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.108>
- CASTRO, R.O.; SILVA, M.L.; ARAÚJO, F.V. Review on microplastics studies in Brazilian aquatic ecosystems. *Ocean and Coastal Management*, v. 165, p. 385-400, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.09.013>
- CORCORAN, P.L. Benthic plastic debris in marine and freshwater environments. *Environmental Science: Processes & Impacts*, v. 17, n. 8, p. 1363-1369, 2015. <https://doi.org/10.1039/C5EM00188A>
- COSTA, M.F.; IVAR DO SUL, J.A.; SILVA-CAVALCANTI, J.S.; ARAÚJO, M.C.B.; SPENGLER, A.; TOURINHO, P.S. On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: a snapshot of a Brazilian beach. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 168, n. 1-4, p. 299-304, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1113-4>
- DERRAIK, J.G.B. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, v. 44, n. 9, p. 842-852, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)
- EERKES-MEDRANO, D.; THOMPSON, R.C.; ALDRIDGE, D.C. Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritization of research needs. *Water Research*, v. 75, p. 63-82, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>
- FENDALL, L.S.; SEWELL, M.A. Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, v. 58, n. 8, p. 1225-1228, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.025>
- Fernandino, G.; Elliff, C.I.; Silva, I.R.; Bittencourt, A.C.S.P. How many pellets are too many? The pellet pollution index as a tool to assess beach pollution by plastic resin pellets in Salvador, Bahia, Brazil. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, v. 15, n. 3, p. 325-332, 2015. <http://dx.doi.org/10.5894/rgci566>
- FISNER, M.; MAJER, A.P.; BALTHAZAR-SILVA, D.; GORMAN, D.; TURRA, A. Quantifying microplastic pollution on sandy beaches: the conundrum of large sample variability and spatial heterogeneity. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 24, n. 15, p. 13732-13740, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8883-y>
- GAGO, J.; GALGANI, F.; MAES, T.; THOMPSON, R.C. Microplastics in seawater: recommendations from the marine strategy framework directive implementation process. *Frontiers in Marine Science*, v. 3, p. 219, 2016. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00219>
- GONZÁLEZ, D.; HANKE G.; TWEehuysen, G.; BELLERT, B.; HOLZHauer, M.; PALATINUS, A.; HOHENBLUM, P.; OOSTERBAAN, L. *Riverine Litter Monitoring: Options and Recommendations*. Marine Litter Thematic Report; JRC Technical Report; EUR 28307. EU Publications, 2016. 52 p. <https://doi.org/10.2788/461233>
- HANKE, G.; GALGANI, F.; WERNER, S.; OOSTERBAAN, L.; NILSSON, P.; FLEET, D.; KINSEY, S.; THOMPSON, R.C.; FRANEKER, J.V.; VLACHOGIANNI, T.; SCULLOS, M.; VEIGA, J.M.; PALATINUS, A.; MATIDDI, M.; MAES, T.; KORPINEN, S.; BUDZIAK, A.; LESLIE, H.; GAGO, J.; LIEBEZEIT, G. *Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas*. MSFD GES TG Marine Litter Thematic Report; JRC Technical Report; JRC83985. Bruxelas: European Commission, 2013. 128 p.
- HIDALGO-RUZ, V.; GUTOW, L.; THOMPSON, R.C.; THIEL, M. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology*, v. 46, n. 6, p. 3060-3075, 2012. <https://doi.org/10.1021/es2031505>
- HIDALGO-RUZ, V.; THIEL, M. Distribution and abundance of small plastic debris on beaches in the SE Pacific (Chile): A study supported by a citizen science project. *Marine Environmental Research*, v. 87-88, p. 12-18, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.02.015>
- HORTON, A.A.; WALTON, A.; SPURGEON, D.J.; LAHIVE, E.; SVENDSEN, C. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of The Total Environment*, v. 586, p. 127-141, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>
- Ivar do Sul, J.A.; Costa, M.F. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*, v. 185, p. 352-364, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.036>
- Ivar do Sul, J.A.; Spengler, A.; Costa, M.F. Here, there and everywhere. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). *Marine Pollution Bulletin*, v. 58, n. 8, p. 1236-1238, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.05.004>
- IVAR DO SUL, J.A.; SANTOS, I.R.; FRIEDRICH, A.C.; MATTHIENSEN, A.; FILLMANN, G. Plastic pollution at a sea turtle conservation area in NE Brazil: contrasting developed and undeveloped beaches. *Estuaries and Coasts*, v. 34, p. 814-823, 2011.
- KLEIN, S.; WORCH, E.; KNEPPER, T.P. Occurrence and spatial distribution of microplastics in river shore sediments of the Rhine-Main area in Germany. *Environmental Science & Technology*, v. 49, n. 10, p. 6070-6076, 2015. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00492>
- LACERDA, A.L.F.; RODRIGUES, L.S.; VAN SEBILLE, E.; RODRIGUES, F.L.; RIBEIRO, L.; SECCHI, E.R.; KESSLER, F.; PROIETTI, M.C. Plastics in sea surface waters around the Antarctic Peninsula. *Scientific Reports*, v. 9, p. 3977-3989, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40311-4>
- LI, C.; BUSQUETS, R.; CAMPOS, L.C. Assessment of microplastics in freshwater systems: A review. *Science of the Total Environment*, v. 707, 135578, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135578>
- li, j.; liu, h.; chen, j.p. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*, v. 137, p. 362-374, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056>

- LI, L.; LI, M.; DENG, H.; CAI, L.; CAI, H.; YAN, B.; HU, J.; SHI, H. A straightforward method for measuring the range of apparent density of microplastics. *Science of the Total Environment*, v. 639, p. 367-373, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.166>
- Mai, L.; Bao, L.J.; Shi, L.; Wong, C.S.; Zeng, E.Y. A review of methods for measuring microplastics in aquatic environments. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, p. 11319-11332, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1692-0>
- MENG, Y.; KELLY, F.J.; WRIGHT, S.L. Advances and challenges of microplastic pollution in freshwater ecosystems: A UK perspective. *Environmental Pollution*, v. 256, 113445, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113445>
- MILLER, M.E.; KROON, F.J.; MOTTI, C.A. Recovering microplastics from marine samples: a review of current practices. *Marine Pollution Bulletin*, v. 123, n. 1-2, p. 6-18, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.058>
- MOORE, C.J. Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, v. 108, n. 2, p. 131-139, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>
- MOREIRA, F.T.; BALTHAZAR-SILVA, D.; BARBOSA, L.; TURRA, A. Revealing accumulation zones of plastic pellets in sandy beaches. *Environmental Pollution*, v. 218, p. 313-321, 2016a. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.006>
- MOREIRA, F.T.; PRANTONI, A.L.; MARTINI, B.; ABREU, M.A.; STOIEV, S.B.; TURRA, A. Small-scale temporal and spatial variability in the abundance of plastic pellets on sandy beaches: methodological considerations for estimating the input of microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, v. 102, n. 1, p. 114-121, 2016b. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.051>
- NEVES, M.G.F.P.; TUCCI, C.E.M. Composição de resíduos de varrição e resíduos carreados pela rede de drenagem, em uma bacia hidrográfica urbana. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 16, n. 4, p. 331-336, 2011.
- NUELLE, M.-T.; DEKIFF, J.H.; REMY, D.; FRIES, E. A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution*, v. 184, p. 161-169, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.07.027>
- OJEDA, T.F.M.; DALMOLIN, E.; FORTE, M.M.C.; JACQUES, R.J.S.; BENTO, F.M.; CAMARGO, F.A.O. Abiotic and biotic degradation of oxo-biodegradable polyethylenes. *Polymer Degradation and Stability*, v. 94, n. 6, p. 965-970, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2009.03.011>
- PEREIRA, F.C.; OLIVEIRA, A.L.; TURRA, A. Gestão de resíduos sólidos no ambiente marinho: pellets plásticos. In: SIMPÓSIO DE OCEANOGRAFIA BRASILEIRA OCEANOGRAFIA E POLÍTICAS PÚBLICAS, 5., 2011, Santos. *Anais [...] São Paulo: USP, 2011.*
- Quinn, B.; Murphy, F.; Ewins, C. Validation of density separation for the rapid recovery of microplastics from sediment. *Analytical Methods*, n. 9, p. 1491-1498, 2017. <https://doi.org/10.1039/c6ay02542k>
- SILVA, P. P. G. *Contaminação e toxicidade de microplásticos em uma área de proteção marinha costeira*. 85f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.
- STOLTE, A.; FORSTER, S.; GERDTS, G.; SCHUBERT, H. Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast. *Marine Pollution Bulletin*, v. 99, n. 1-2, p. 216-229, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.022>
- SUNDT, P.; SCHULZE, P.E.; SYVERSEN, F. *Sources of microplastic-pollution to the marine environment*. Mepex for the Norwegian Environment Agency, 2014. 108 p.
- SUTTON, R.; MASON, S.A.; STANEK, S.K.; WILLIS-NORTON, E.; WREN, I.F.; BOX, C. Microplastic contamination in the San Francisco Bay, California, USA. *Marine Pollution Bulletin*, v. 109, n. 1, p. 230-235, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.077>
- TEUTEN, E.L.; SAQUING, J.M.; KNAPPE, D.R.U.; BARLAZ, M.A.; JONSSON, S.; BJÖRN, A.; ROWLAND, S.J.; THOMPSON, R.C.; GALLOWAY, T.S.; YAMASHITA, R.; OCHI, D.; WATANUKI, Y.; MOORE, C.; VIET, P.H.; TANA, T.S.; PRUDENTE, M.; BOONYATUMANOND, R.; ZAKARIA, M.P.; AKKHAVONG, K.; OGATA, Y.; HIRAI, H.; IWASA, S.; MIZUKAWA, K.; HAGINO, Y.; IMAMURA, A.; SAHA, M.; TAKADA, H. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, v. 364, n. 1526, p. 2027-2045, 2009. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>
- THOMPSON, R.C.; OLSEN, Y.; MITCHELL, R.P.; DAVIS, A.; ROWLAND, S.J.; JOHN, A.W.G.; MCGONIGLE, D.; RUSSEL, A.E. Lost at sea: where is all the plastic? *Science*, v. 304, n. 5672, p. 838, 2004. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>
- TURRA, A.; MANZANO, A.B.; DIAS, R.J.S.; MAHIQUES, M.M.; BARBOSA, L.; BALTHAZAR-SILVA, D.; MOREIRA, F.T. Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. *Scientific Reports*, v. 4, 4435, 2014. <https://doi.org/10.1038/srep04435>
- VAN CAUWENBERGHE, L.; DEVRIESE, L.; GALGANI, F.; ROBBENS, J.; JANSSEN, C.R. Microplastics in sediments: a review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research*, v. 111, p. 5-17, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>
- VIANELLO, A.; BOLDRIN, A.; GUERRIERO, P.; MOSCHINO, V.; RELLA, R.; STURARO, A.; ROS, L. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 130, p. 54-61, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.03.022>
- WAGNER, M.; SCHERER, C.; ALVAREZ-MUÑOZ, D.; BRENNHOLT, N.; BOURRAIN, X.; BUCHINGER, S.; FRIES, E.; GROSBOIS, C.; KLASMEIER, J.; MARTI, T.; RODRIGUEZ-MOZAZ, S.; URBATZKA, R.; VETHNAK, A.D.; WINTHER-NIELSEN, M.; REIFFERSCHIED, G. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe*, v. 26, n. 1, p. 12, 2014. <https://doi.org/10.1186/s12302-014-0012-7>
- WESSEL, C.C.; LOCKRIDGE, G.R.; BATTISTE, D.; CEBRIAN, J. Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: Insights into microplastic accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, v. 109, n. 1, p. 178-183, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.002>
- WILCOX, C.; VAN SEBILLE, E.; HARDESTY, B.D. Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 112, n. 38, p. 11899-11904, 2015. <https://doi.org/10.1073/pnas.1502108112>
- YAO, L.; HUI, L.; YANG, Z.; CHEN, X.; XIAO, A. Freshwater microplastics pollution: Detecting and visualizing emerging trends based on Citespace II. *Chemosphere*, v. 245, 125627, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125627>

